Dow Chemical Canada Inc.
Service Canadien de la Faune

Effets de l'insecticide chlorpyriphos sur l'abondance, la biomasse et la diversité de la communauté lombricienne en milieu urbain

Rapport final

Daniel Coderre, Ph. D.

ENVIRONNEMENT CANADA
BIBLIOTHÈQUE
RÉGION DE QUÉBEC

G.R.E.B.E. inc.
1134, rue Sainte-Catherine Ouest, Montréal, Québec H3B 1H4
(514) 871-9221 Télécopieur: (514) 397-9750

Mars 1990 1059-110

Résumé

Cette étude vise a évaluer l'impact de l'utilisation d'un insecticide de synthèse le chlorpyrifos sur l'abondance, la biomasse et la diversité de la communauté lombricienne, principale nourriture du Merle d'Amérique (*Turdus migratorius*) en milieu urbain. Cette étude a été réalisée sur 60 terrains gazonnés de résidences privées. Les traitements insecticide, herbicide et de fertilisants effectués de 1986 à 1989 ont été évalués.

Les terrains traités au chlorpyrifos depuis 1986 ou 1987 montrent l'indice de diversité le plus faible. La composition spécifique des vers de terre est similaire d'un traitement à l'autre. Les espèces dominantes *Allobophora chlorotica Aporrectodea. tuberculata,, Aporrectodea. turgida et Eisenia rosea* étaient présentes sur tous les sites. Ce sont les espèces secondaires et de faible abondance qui variaient selon les traitements. L'abondance et la biomasse sèche de la communauté lombricienne diffèrent de façon importante selon la présence de traitements au chlorpyrifos ou non. Les sites traités à l'insecticide accusent une baisse moyenne significative de leur biomasse et une réduction moyenne de plus de 35 individus par m^2. Cet effet se fait sentir particulièrement sur les vers du genre *Aporrectodea* où l'abondance et le poids sec sont réduits significativement, leur nombre diminuant de moitié et leur poids sec de trois fois. Les espèces dominantes montrent toutes des baisses de leur abondance. Il y a en moyenne quatre fois moins d'individus de l'espèce *A. chlorotica* dans les parcelles avec présence d'insecticide. Toutes les espèces du genre *Aporrectodea* voient également leur abondance et leur biomasse réduites tout comme l'espèce *E. rosea* . Seul le genre *Lumbricus* semble peu affecté par cet insecticide et on note même une augmentation sensible de leur nombre moyen et de leur poids sec dans certain cas. Il n'y a pas d'effet significatif de la composante temps pour l'abondance totale des vers ou sa biomasse.

Les traitements herbicides et herbicides-fertilisants montrent des richesses, des indices de diversité et d'équitabilité similaires. Les espèces principales *A. tuberculata, E. rosea* et *A. turgida* sont présentes sur tous les sites. L'abondance et la biomasse du total des vers, du genre *Aporrectodea* et du genre *Lumbricus* ne diffèrent pas significativement entre ces traitements.

La richesse est plus élevée sur les sites fertilisés, bien que les indices de diversité soient semblables. Des augmentations significatives pour le genre *Lumbricus* sont notées. Par contre, le total des vers et le genre *Aporrectodea* ne montrent pas de différence significative. Les espèces *L. rubellus, L. terrestris* et *Lumbricus* sp. voient toutes une augmentation importante de leur abondance.

Introduction

Les pelouses en milieu urbain sont des systèmes complexes constitués de racines, de tiges, de feuilles de graminées et de débris organiques reliés en un tapis serré. Cet habitat supporte une diversité importante d'invertébrés utiles et nuisibles (Streu 1973; Cockfield et Potter 1983). Plusieurs espèces de décomposeurs sont présentes dans ces milieux, dont les vers de terre (Oligochaeta: Lumbricidae), les acariens (Acari: Cryptostigmata); les collemboles (Collembola).

La présence en grande abondance de certains phytophages tels que des Lygaeidae (*Blissus leucopterus* (Say); chinch bug) ou des larves des coleoptères Scarabaeidae (*Phyllophaga* sp.; white grub) et (*Popillia japonica* Newman; japanese beetle larva) ont obligé les résidents à épandre des insecticides. Depuis quelques années, plusieurs firmes d'entretien phytosanitaire ont vu le jour et font des traitements préventifs à cet égard. Les traitements insecticides sont, dans les plupart des cas, accompagnés de traitements herbicides et de fertilisants. Ces interventions ont un impact sur les organismes cibles (insectes nuisibles et mauvaises herbes) mais peuvent également affecter des organismes utiles du sol comme les prédateurs (carabes, acariens, araignées) et les décomposeurs (vers de terre, enchaetrides, acariens, collemboles, millipèdes, etc.).

Cette étude vise a évaluer l'impact de l'utilisation d'un insecticide de synthèse le chlorpyrifos (0,0-diethyl 0-(3,5,6-trichloro-2-pyridil)

phosphorothioate) sur l'abondance, la biomasse et la diversité de la communauté lombricienne, importante source de nourriture du merle d'Amérique (*Turdus migratorius*) en milieu urbain au cours de la période de nidification.

Les vers constituent un maillon important dans le maintien de la structure du sol et dans la mise en disponibilité aux plantes des éléments minéraux (Anderson et al. 1983; Bouché 1972; Edwards 1981). Ils agissent à la fois aux niveaux physique, chimique et biologique (Bouché 1984; Hayes 1983; Satchell et Martin 1984). Les lombriciens sont particulièrement importants dans la formation de la structure des sols par les galeries qu'ils creusent et par leurs déjections (Edwards 1981; Hayes 1983). Ils sont probablement les animaux dont l'implication est la plus importante dans le développement du profil du sol et de sa structure (Bouché 1981), particulièrement par la stabilité et la taille des agrégats provenant de leurs déjections, et de la stabilité des fragments en lesquels ils se décomposent (Lee 1985). Ils améliorent la porosité des sols (Edwards et Lofty 1977) et leur perméabilité (Kirkham 1981). En réduisant la taille des particules de matière organique, les vers de terre jouent un rôle majeur dans la décomposition. Ils participent également au cycle de l'azote par la minéralisation directe de la matière organique et par la production d'amoniaque qui favorise la nitrification et la stimulation de la fixation symbiotique et non-symbiotique de l'azote atmosphérique (Anderson *et al.* 1985). Les différents groupes qui composent la pédofaune tels que les microorganismes, les nématodes, les microarthropodes et autres organismes du sol sont organisés autour de la matière organique à différents stades d'humification ou de minéralisation et constituent les unités fonctionnelles de base des écosystèmes

des sols (Lavelle 1983). Les vers de terre créent des micro-habitats favorables pour l'établissement des ces organismes (Szlavecz 1985). La viabilité et la dispersion des microorganismes du sol sont affectées positivement par leur passage dans le tube digestif des lombriciens (Bouché 1984). Les micro-arthropodes profitent du broyage de la matière organique effectué par les vers, mais également des tunnels qu'ils creusent pour se déplacer. Les lombriciens favorisent en somme la fertilité des sols (Reynolds 1976) et stimulent la production végétale en réduisant l'immobilisation de la matière organique (Anderson et al. 1983; Stout 1983).

Les vers de terre représentent la principale biomasse animale des sols (Bouché 1977; Lavelle 1983; Reynolds 1976) et sont en conséquence un maillon important de la chaîne trophique. Ils font partie du régime alimentaire de plusieurs espèces d'oiseaux et aussi de certains mammifères, reptiles et amphibiens. Les tissus des vers de terre ont une teneur protéinique équivalente à 60 à 70% de leur poids sec et les acides aminés présents correspondent bien aux besoins des vertébrés (Lee 1985). Peu d'études quantitatives existent cependant sur la place que prennent les vers dans l'alimentation des vertébrés (mais voir la revue de MacDonald (1983)). Les merles d'Amérique consomment de grandes quantité de vers de terre (Godfrey 1986; Johson 1969; Swihart et Johson 1986; Willwright 1986). Powlesland (1980) mentionne qu'une espèce voisine *Turdus australis* avait une diète composée à 70% de lombriciens.

L'application de chlorpyriphos sur les pelouses peut présenter un risque de contamination pour le merle d'Amérique puisqu'elles constituent les

principaux sites d'alimentation de cette espèce. Morneau et al. (sous-presse) indiquent que la contamination de l'avifaune se fait principalement par voie d'ingestion de l'insecticide plutôt que par voie dermique. La prédation qu'exercent ces oiseaux sur les vers de terre peut en conséquence être une voie prévilégiée d'intoxication. En effet, les vers concentrent généralement les produits toxiques suite à l'ingestion de volumes de sols très élevés (Lee 1985). De plus l'utilisation de cet insecticide peut avoir des effets indirects sur les merles en réduisant la disponibilité de leur ressource alimentaire, les insecticides ayant un impact négatif reconnu sur la survie et la biomasse des vers de terre.

Les études réalisées jusqu'à présent concernant l'effet des pesticides sur les lombriciens ont porté principalement sur la détermination en laboratoire de la DL50 de certains insecticides, fongicides ou herbicides sur les espèces *Lumbricus terrestris* et *Eseinia foetida* (Edwards et Lofty 1977) ou parfois sur leur potentiel de reproduction (Hopkins et Kirk 1957). Les insecticides organo-chlorés ont généralement un impact négatif important sur les vers de terre. Le chlordane (Brown 1978), l'heptachlor (Edwards et Lofty 1977) et le toxaphène (Zachariae et Ebert 1970) sont très toxiques, seuls le DDT et la dieldrine (Legg 1969) semblent peu affecter les vers de terre à dose normale. Cependant tous les organo-chlorés réduisent significativement leur potentiel reproducteur. Ces composés sont très stables et sont accumulés en fortes concentrations dans les tissus des vers de terre.

Certains organo-phosphorés sont également toxiques. L'éthoprop (Ruppel et Laughlin 1976), le parathion (Stenersen 1979; mais voir Shires 1985) et le

phorate (Edwards et Thompson 1973) réduisent de plus de 80% les abondances de *L. terrestris*. Cependant le malathion (Edwards et Lofty 1977), le fenithrotion (Martin 1976), le fonofos (Edwards et Lofty 1977) et l'azinphosmethyl (Brown 1978) ont des effets toxiques moindres. La cumulation de dérivés des organo-phosphorés dans les tissus des vers de terre n'a pas été démontré selon Thompson (1971). Dans une étude récente, Coderre et al. (in prep.) ont démontré que l'application de delthamétrine à dose normale aurait un effet positif sur *L. terrestris*, impliquant que des doses subléthales provoqueraient un phénomène de surcompensation (hormoligose) par une augmentation de l'activité de ces décomposeurs.

Peu d'études ont été réalisées sur l'impact du chlorpyrifos sur la communauté lombricienne. Ruppel et Laughlin (1976) évaluent la DL50 à 35 kg par hectare pour *L. terrestris*. Edwards et Lofty (1977) mentionnent que cet insecticide est probablement non toxique à dose normale. Clements et Bale (1988) obtiennent des résultats similaires lors d'une étude de l'impact à court terme (1 à 14 jours) de cet insecticide sur des populations de prairies en Grande-Bretagne. Thompson (1971) montre une diminution de 21,2% de l'abondance et de 15,1% de la biomasse fraîche des vers de terre après trois semaines.

L'utilisation des herbicides a généralement peu d'effets négatifs sur la communauté lombricienne (Coderre *et al.* in prep.; Edwards 1980; Summers 1980). Lors de tests en laboratoire, les CL50 de cinq herbicides, le labuctril, l'oxytril CM, le basagran, le phaneron 50WP et le Zeazin 50 ont été déterminées (Pizl 1988). Ils montrent que ces herbicides sont très toxiques pour les vers de

terre lors de tests de contact sur papier filtre. Il mentionne toutefois que lors de tests en sol, la toxicité était grandement réduite.

L'effet des fertilisants inorganiques, troisième composante des traitements phytosanitaires en milieu urbain, est variable d'un site à l'autre et fait l'objet de résultats contradictoires (Lee 1985). Edwards et Lofty (1982) concluent que l'ajout d'azote résulte en un accroissement des populations de vers de terre. Le pH initial du sol traité et le pH des fertilisants ajoutés seraient déterminants dans l'impact qu'aura l'application de ces produits.

Méthodologie

Cette étude a été réalisée sur des terrains gazonnés de résidences privées du quartier Duvernay de la ville de Laval (45°37'N.,74°04'O.). L'ensemble des 60 sites échantillonnés étaient confinés dans un secteur de faible superficie, assurant l'homogénéité des conditions d'expérience (température, pluviosité et facteurs édaphiques). Les terrains ont été choisis aléatoirement dans chacune des catégories de traitements phytosanitaires.

Les six traitements suivants ont été considérés: (1) traitement insecticide, herbicide et de fertilisants concurrents en 1986 et/ou 1987, (2) traitement insecticide, herbicide et de fertilisants concurrents de 1986 ou 1987 à 1989, (3) traitement herbicide et de fertilisants concurrents en 1986 et/ou 1987, (4) traitement herbicide et de fertilisants concurrents de 1986 à 1989, (5) traitement de fertilisants de 1986 ou 1987 à 1989, (6) un groupe témoin sans aucun

traitement depuis au moins 1986. Les traitements ont été effectués par des firmes commerciales ou par les résidants eux-mêmes et l'historique des interventions a été déterminé à partir des registres de ces compagnies ou par sondage. Le traitement insecticide de chlorpyrifos a été effectué à une concentration de 24 ml de matière active/100m^2 (Durbsan 4E) ou 48 ml de matière active/100 m^2 (Fosban 2E), une fois par année, entre la fin juillet et le début septembre. Les traitements herbicides comportaient trois ou quatre épandages de Killex (2,4 D et Mecoprop) à une concentration de 38,7 ml de matière active/100 m^2 au cours de toutes les années de traitements ou dans certains cas trois ou quatre épandages de Killex en 1986 et trois ou quatre épandages de MCPA et de Mecoprop les années subséquentes. Un épandage pré-émergence de Dacthal à une concentration de 1.2 kg/100 m^2 a été fait une fois par année lorsque nécessaire. Les terrains fertilisés ont reçu quatre amendements NPK (16-2-6) à une concentration de 0,5 kg/100 m^2 par traitement en mai, en juillet, en août et en septembre.

L'échantillonnage des vers de terre a été réalisé du 25 au 29 septembre 1989. L'automne est la période la plus favorable pour l'échantillonnage des lombriciens au Québec (Garceau *et al.* 1988). La récolte des vers a été effectuée par une seule personne, limitant ainsi la variabilité due à l'expérimentateur. L'extraction des vers a été effectuée par méthode éthologique (Bouché et Gardner 1984; Reynolds 1977). Un quadrat de 25 cm x 25 cm par site a été délimité et arrosé de un litre de formol (0,2%) après avoir enlevé la couche superficielle de végétation. Tous les vers extraits dans les dix premières minutes ont été récoltés, placés dans l'éthanol à 70% , fixés au formol 35% et conservés au formol à 10%. L'identification des vers a été effectuée à l'aide des clés de Reynolds (1976;

1977) et vérifiée par le centre de la biosystématique d'Agriculture Canada, Ottawa. Les biomasses des vers ont été évaluées après séchage à 60°C pendant 24 heures.

Sur chaque site un échantillon de sol a été prélevé (0-3cm) afin d'établir le pH et l'humidité relative. Le pH a été mesuré à l'aide d'un pHmètre à électrode de verre dans une solution d'eau et de sol (1:1). L'humidité du sol a été déterminée par différence de poids avant et après séchage (60°C pendant 24 heures).

Les abondances et les biomasses des vers des différents traitements ont été comparées par test t, analyses de variance à un critère de classification ou à deux critères de classification (traitements vs temps). Le pH et l'humidité des différents traitements ont été comparés par tests non paramétriques de Kruskal Wallis (Scherrer 1984). Les indices de diversité de Shannon (H') et d'équitabilité (J) (Begon *et al.* 1986) ont été calculés à partir des biomasses sèches des espèces à maturité.

Résultats

Modifications édaphiques

Les conditions abiotiques des sols des terrains échantillonnés sont généralement homogènes. L'humidité relative des sites des six traitements comparées ne montre pas de différences significatives (Kruskal-Wallis, p = 0,2511). Les taux rescencés lors des échantillonnages montrent peu de variabilité

et se situent entre 19% et 24% (tableau 1). Il en va de même pour les pH qui diffèrent très peu entre les sites et se situent près de la neutralité (pH 7) (tableau 1).

Effets du chlorpyrifos sur la communauté lombricienne

L'absence de terrains où seul le chlorpyrifos avait été épandu, tous les sites avec insecticides étant également traités à l'herbicide et fertilisés, la mise en évidence des effets du chlorpyrifos a été faite par comparaison des traitements 1 à 4. L'analyse de variance à deux critères de classification (traitements vs temps) nous a permis de dégager l'impact de l'insecticide et les effets cumulés de ce traitement sur une période de un à quatre ans.

Les terrains traités au chlorpyrifos sur une période de trois ou quatre ans (FHI 1986 ou 87 à 89) montrent l'indice de diversité le plus faible (tableau 2). Les sites ayant été traités à l'insecticide en 1986 et/ou 1987 ont toutefois une richesse (9 espèces) et un indice de diversité (H') supérieurs aux autres sites traités. La composition spécifique des vers de terre est similaire d'un traitement à l'autre. Les espèces dominantes étaient présentes sur tous les sites. Ce sont les espèces secondaires et de faible abondance qui variaient selon les traitements (tableau 2).

Tableau 1. Humidité relative et pH des sols des sites d'échantillonnage de six traitements phytosanitaires en milieu urbain du quartier Duvernay, Ville de Laval, Qué. (traitements: 1- traitement insecticide, herbicide et de fertilisants en 1986 et 1987, 2- traitement insecticide, herbicide et de fertilisants de 1986 à 1989, 3- traitement herbicide et de fertilisants en 1986 et 1987, 4- traitement herbicide et de fertilisants de 1986 à 1989, 5- traitement de fertilisants de 1986 à 1989, 6- un groupe témoin sans aucun traitement depuis au moins 1986.).

	pH		Humidité relative (%)	
Traitements	moyenne	écart-type	moyenne	écart-type
1	7,3	0,2	22,9	5,9
2	7,0	0,7	19,8	7,6
3	7,3	0,4	19,3	4,2
4	7,3	0,2	19,1	2,6
5	7,1	0,3	24,0	6,3
6	7,0	0,7	19,5	4,4

Tableau 2. Paramètres descriptifs des communautés lombriciennes des sites d'échantillonnage de traitements phytosanitaires avec et sans épandage de chlorpyrifos en milieu urbain du quartier Duvernay, Ville de Laval, Qué. (Espèces lombriciennes: 1- *Allobophora chlorotica*, 2- *Aporrectodea longa*, 3- *Aporrectodea trapezoides*, 4- *Aporrectodea tuberculata*, 5- *Aporrectodea turgida*, 6- *Eisenia foetida*, 7- *Eisenia rosea*, 8- *Lumbricus rubellus*, 9- *Lumbricus terrestris*, 10- *Octalasion tyrtaeum*. Traitements: F- fertilisants, H- herbicides, I-insecticide).

Traitement	Richesse (R)	Espèces présentes	Indice de diversité de Shannon (H')	Equitabilité (J) (%)
FHI (86-87)	9	1,2,4,5,6 7,8,9,10	1,728	78,7
FHI (86-89)	6	1,4,5,7 8,9	1,435	80,1
FH (86-87)	7	1,2,3,4,5 7,9	1,492	76,7
FH (86-89)	7	1,2,3,4,5 6,9	1,527	78,5

Nota: $H' = \Sigma pi \ln pi$; $J = H' / \ln R$

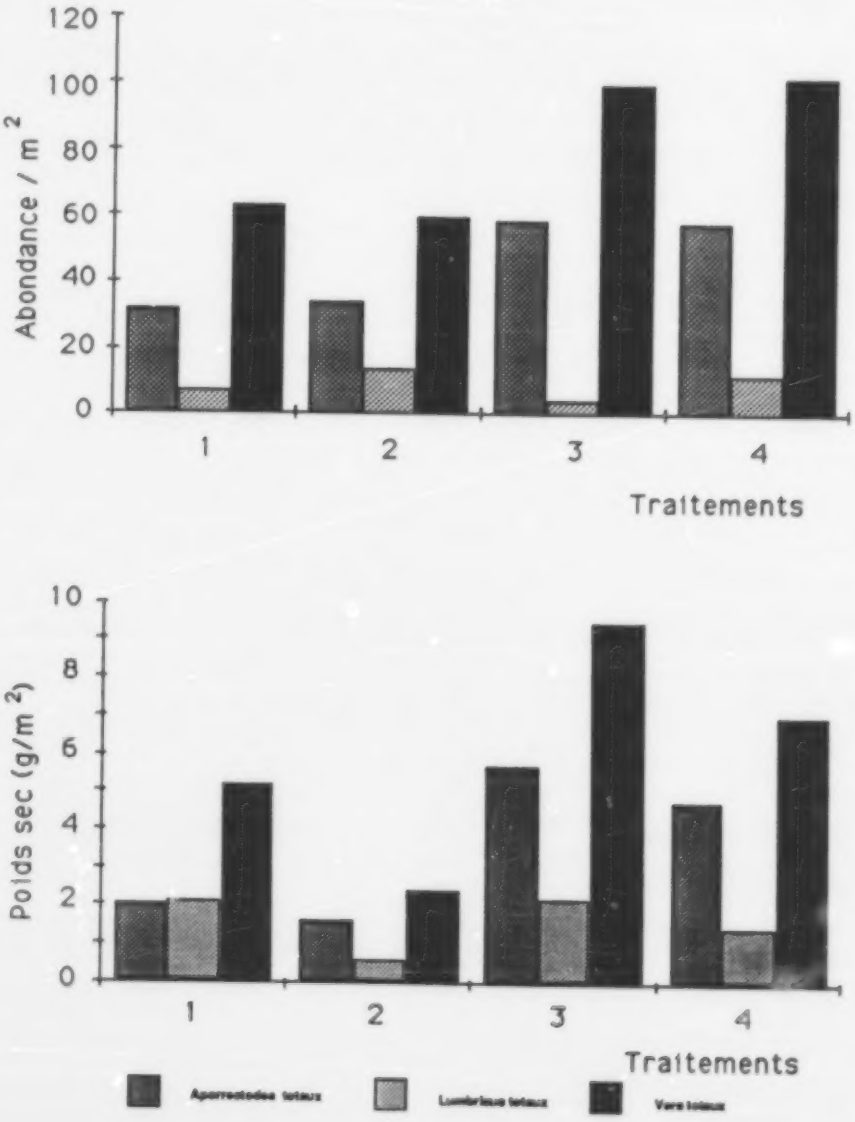

Figure 1. Effets du chlorpyrifos sur l'abondance et la biomasse sèche des lombriciens de terrains gazonnés en milieu urbain dans le quartier Duvernay, Ville de Laval, Qué. (Traitements: 1- fertilisants, herbicides et insecticide en 1986 ou87, 2- fertilisants, herbicides et insecticide de 1986 ou 87 à 89, 3- fertilisants et herbicides en 1986 ou 87, 4- fertilisants et herbicides de 1986 ou 87 à 1989).

Si la composition spécifique des vers de terre est similiaire d'un traitement à l'autre, l'abondance et la biomasse sèche de la communauté lombricienne diffèrent de façon importante selon la présence de traitements au chlorpyrifos ou non. Les sites traités à l'insecticide accusent une baisse moyenne significative de leur biomasse (Anova, F = 3,89, p = 0,05) et une réduction moyenne de plus de 35 individus par m^2 (Fig. 1). Cet effet se fait sentir particulièrement sur les vers du genre *Aporrectodea* ou l'abondance (Anova, F =3,82, p = 0,05) et le poids sec (Anova, F = 5,76, p = 0,02) sont réduits significativement, leur nombre diminuant de moitié et leur poids sec de trois fois (Fig. 1). Les espèces dominantes montrent toutes des baissent de leur abondance et de leur biomasse (Tableau 3). Il y a en moyenne quatre fois moins d'individus de l'espèce *A. chlorotica* dans les parcelles avec présence d'insecticide. Toutes les espèces du genre *Aporrectodea* voient également leur abondance et leur biomasse réduites tout comme l'espèce *E. rosea*. Seul le genre *Lumbricus* semble peu affecté par cet insecticide et on note même une augmentation sensible de leur nombre moyen et de leur poids sec dans certain cas (tableau 3), mais ce groupe est peu abondant dans notre étude (Fig. 1).

La comparaison des communautés lombriciennes dans les sites traités au chlorpyrifos en 1986-87 et ceux traités à tous les ans de 1986 à 1989, indique des abondances et des biomasses inférieures ou égales des espèces de vers de terre dans ces derniers (tableau 3). Les analyses de variance à deux critères de classification n'indiquent cependant pas d'effet significatif de la composante temps pour l'abondance totale des vers (Anova, F = 2,99, p = 0,09) ou sa biomasse (Anova, F = 1,38, p = 0,25). Il en est de même pour les genres *Aporrectodea*

Tableau 3. Effets des traitements phytosanitaires sur l'abondance (ind./m^2) et la biomasse sèche (g /m^2)des communautés lombriciennes en milieu urbain du quartier Duvernay, Ville de Laval, Qué. (Traitements: F - fertilisants, H - herbicides, I - insecticide).

Espèces	FHI (86-87)	FHI (86-89)	FH (86-87)	FH(86-89)
A. chlorotica	3,2 ± 2,1 0,2 ± 0,1 g	2,0 ± 2,0 0,1 ± 0,1 g	12,4 ± 6,4 0,7 ± 0,5 g	7,4 ± 3,9 0,3 ± 0,2 g
A. longa	1,6 ± 1,6 0,2 0,1 g	0 0 g	1,8 ± 1,8 0,4 ± 0,4 g	2,5 ± 1,7 0,7 ± 0,5 g
A. trapezoides	0 0 g	0 0 g	1,8 ± 1,8 0,1 ± 0,1 g	1,2 ± 1,2 0,1 ± 0,1 g
A. tuberculata	4,8 ± 2,4 0,8 ± 0,4 g	4,0 ± 4,0 0,5 ± 0,5 g	17,8 ± 6,8 3,6 ± 1,8 g	9,8 ± 5,3 1,6 ± 0,9 g
A. turgida	4,8 ± 3,4 0,8 ± 0,5 g	6,0 ± 4,2 0,5 ± 0,3 g	7,1 ± 3,7 0,8 ± 0,4 g	9,8 ± 6,2 1,1 ± 0,5 g
Apporectodea sp.	20,8 ± 9,9 0,2 0,1 g	24,0 ± 10,0 0,1 ± 0,1 g	30,2 ± 14,7 0,7 ± 0,5 g	33,2 ± 7,8 0,3 ± 0,2 g
E. foetida	1,6 ± 1,6 0,3 ± 0,2 g	0 0 g	0 0 g	0 0 g
E. rosea	17,6 ± 6,0 0,2 ± 0,1 g	8,0 ± 5,2 0,1 ± 0,1 g	24,9 ± 11,7 0,7 ± 0,5 g	24,6 ± 12,8 0,3 ± 0,2 g
L. rubellus	1,6 ± 1,6 0,2 ± 0,2 g	2,0 ± 2,0 0,2 ± 0,2 g	0 0 g	0 0 g
L. terrestris	3,2 ± 2,1 1,9 ± 1,3 g	2,0 ± 2,0 0,1 ± 0,1 g	3,6 ± 2,4 2,2 ± 1,5 g	2,5 ± 2,5 1,2 ± 1,2 g
Lumbricus sp.	1,6 ± 5,1 0,1 ± 0,1 g	10,0 ± 5,2 0,3 ± 0,2 g	0 0 g	8,6 ± 5,0 0,3 ± 0,2 g
O. tyrtaeum	1,6 ± 1,6 0,1 ± 0,1 g	0 0 g	0 0 g	0 0 g

(Anova, F = 0,01, p = 0,93 et F = 0,23, p = 0,64) et *Lumbricus* (Anova, F = 0,25, p = 0,62 et F = 0,78, p = 0,38).

Effets des herbicides et des fertilisants sur la communauté lombricienne

L'influence de l'application des herbicides sur l'abondance et la biomasse de la communauté lombricienne a été évaluée en comparant les sites où on avait appliqué de 1986 à 1989 des herbicides et des fertilisants à ceux ne comptant que des fertilisants, aucun traitement avec herbicides seulement n'étant disponible.

Ces deux traitements montrent une richesse (7 espèces), des indices de diversité (H') et d'équitabilité (J) similaires (tableau 4). La composition spécifique des vers de terre diffère, les espèces principales *A. tuberculata* *E. rosea* et *A. turgida* sont présentes sur les deux sites. L'abondance et la biomasse du total des vers, du genre *Aporrectodea* et du genre *Lumbricus* ne diffèrent pas significativement ($p > 0,05$) d'un traitement à l'autre (Fig. 2). Les abondances et les biomasses spécifiques diffèrent peu, bien que l'on puisse noter de légères augmentations moyennes pour les espèces *A. chlorotica,, A. longa, A. tuberculata* et *E. rosea* (tableau 5). Les espèces du genre Lumbricus montrent au contraire des baisses de leur nombre ou de leur poids sec (tableau 5).

Si les effets des herbicides sont peu marqués sur la communauté lombricienne, l'application de fertilisants a un impact important sur les vers de terre des terrains gazonnés. La richesse est plus élevée sur les sites fertilisés,

Tableau 4. Paramètres descriptifs des communautés lombriciennes des sites d'échantillonnage de traitements herbicides (H) et de fertilisants (F) en milieu urbain du quartier Duvernay, Ville de Laval, Qué. (Espèces lombriciennes: 1- *Allobophora chlorotica*, 2- *Aporrectodea longa*, 3- *Aporrectodea trapezoides*, 4- *Aporrectodea tuberculata*, 5- *Aporrectodea turgida*, 6- *Eisenia foetida*, 7- *Eisenia rosea*, 8- *Lumbricus rubellus*, 9- *Lumbricus terrestris*, 10- *Octalasion tyrtaeum*. Traitements: F- fertilisants, H- herbicides).

Traitement	Richesse (R)	Espèces présentes	Indice de diversité de Shannon (H')	Equitabilité (J) (%)
TEMOIN	5	1,2,4,5,7	1,418	88,1
F (86-89)	7	2,3,4,5,7 8,9	1,554	79,9
FH (86-89)	7	1,2,3,4,5 6,9	1,527	78,5

Nota: $H' = \Sigma pi \ln pi$; $J = H' / \ln R$

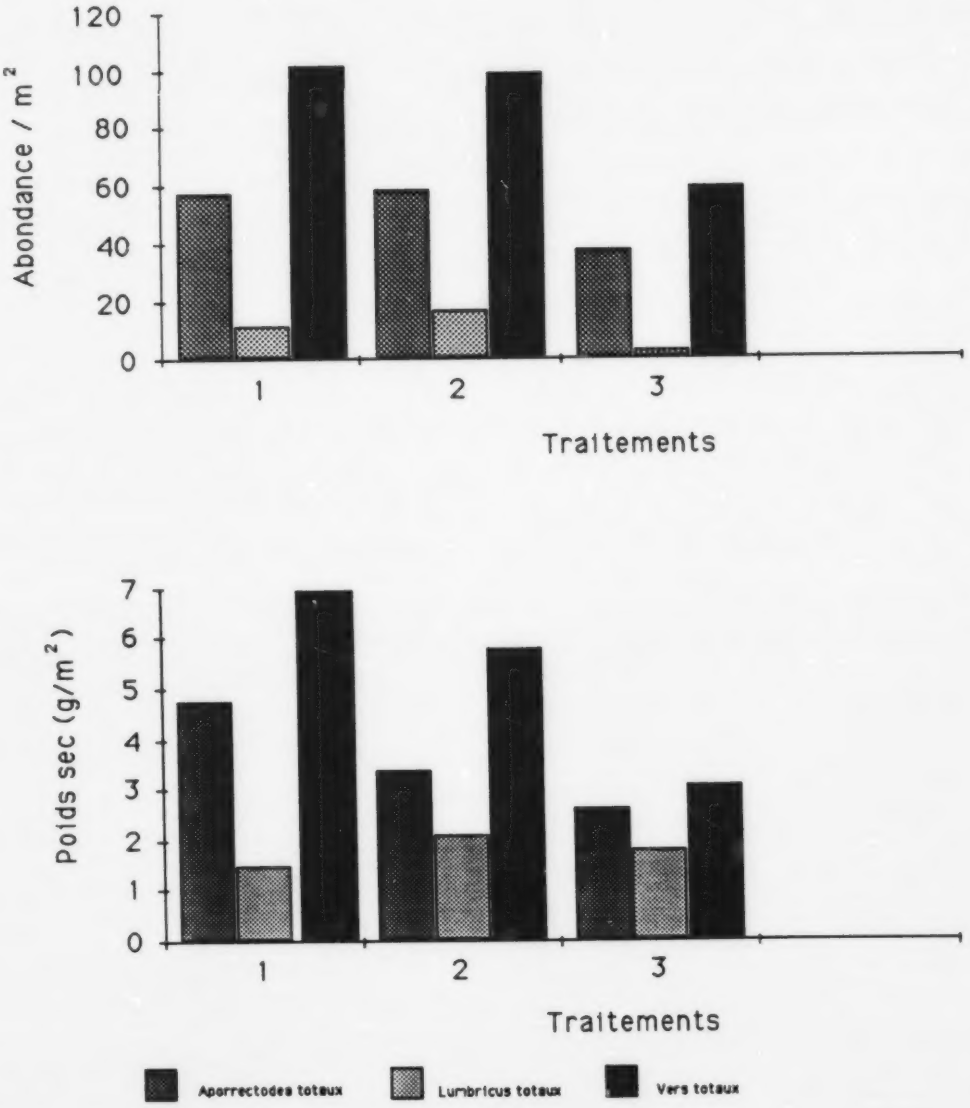

Figure 2. Effets des herbicides et des fertilisants sur l'abondance et la biomasse sèche des lombriciens de terrains gazonnés en milieu urbain dans le quartier Duvernay, Ville de Laval, Qué. (Traitements: 1- fertilisants et herbicides de 1986 ou 87 à 1989, 2- fertilisants de 1986 ou 87 à 1989, 3- Aucun traitement de 1986 ou 87 à 1989).

Tableau 5. Effets des traitements herbicides (H) et de fertilisants (F) sur l'abondance (ind./m^2) et la biomasse sèche (g/m^2) des communautés lombriciennes en milieu urbain du quartier Duvernay, Ville de Laval, Qué.

Espèces	Témoin	F (86-89)	FH (86-89)
A. chlorotica	6,4 ± ,9 0,2 ± 0,2 g	0 0 g	7,4 ± 3,9 0,3 ± 0,2 g
A. longa	1,6 ± 1,6 0,3 ± 0,3 g	1,6 ± 1,6 0,1 ± 0,1 g	2,5 ± 1,7 0,7 ± 0,5 g
A. trapezoides	0 0 g	1,6 ± 1,6 0,2 ± 0,2 g	1,2 ± 1,2 0,1 ± 0,1 g
A. tuberculata	8,0 ± 4,3 0,9 ± 0,5 g	8,0 ± 4,9 1,1 ± 0,4 g	9,8 ± 5,3 1,6 ± 0,9 g
A. turgida	6,4 ± 3,5 0,7 ± 0,4 g	9,6 ± 5,4 1,0 ± 0,6 g	9,8 ± 6,2 1,1 ± 0,5 g
Apporectodea sp.	22,4 ± 10,2 0,8 ± 0,4 g	38,4 ± 13,3 1,1 ± 0,4 g	33,2 ± 7,8 0,3 ± 0,2 g
E. rosea	12,8 ± 8,5 0,2 ± 0,1 g	20,8 ± 11,5 0,3 ± 0,2 g	24,6 ± 12,8 0,3 ± 0,2 g
L. rubellus	0 0 g	1,6 ± 1,6 0,3 ± 0,3 g	0 0 g
L. terrestris	0 0 g	3,2 ± 2,1 1,2 ± 1,1 g	2,5 ± 2,5 1,2 ± 1,2 g
Lumbricus sp.	0 0 g	14,4 ± 5,0 0,6 ± 0,4 g	8,6 ± 5,0 0,3 ± 0,2 g

bien que les indices de diversité soient semblables, l'équitabilité de la distribution compensant pour la baisse de richesse du groupe témoin (tableau 4). La comparaison des sites ayant reçu seulement des fertilisants au sites sans aucun traitement indique des augmentations significatives pour le genre *Lumbricus* (Test t, t = 3,13, p = 0,003 et t = 1,70, p = 0,05). Par contre, le total des vers et le genre *Aporrectodea* ne montrent pas de différence significative (Fig. 2). Les espèces *L. rubellus*, *L. terrestris* et *Lumbricus* sp. voient toutes une augmentation importante de leur abondance et dans deux cas de leur biomasse (tableau 5). Cette différence est significative pour le taxon Lumbricus sp. (Test t, t = 2,86, p = 0,005).

Discussion

La composition des espèces lombriciennes que nous avons obtenue est supérieure aux résultats d'autres études sur les vers de terre dans des régions semblables. La richesse (9 espèces) est plus élevée que ce que nous avons obtenu sur des terrains en friche (5 espèces) situés à moins de 30 km des sites de cette étude (Garceau *et al.* 1988). Ces deux expériences diffèrent par la dominance des espèces du genre *Aporrectodea* et les faibles abondances des espèces du genre *Lumbricus*, particulièrement celles de *L. terrestris*. La présence de cinq à neuf espèces dans un même milieu est cependant fréquente à cette latitude (Garceau *et al.* 1988; Lavelle 1983; Lee 1985; Standen 1984). L'abondance et la biomasse des vers récoltés correspondent à celles mentionnées par Lee (1985) et Garceau *et al.* (1988). Les conditions de pH des sols échantillonnés (tableau 1) se situent toutes

entre 6,5 et 7,5, conditions jugées favorables aux vers de terre (Lee 1985). Ils indiquent de plus que les fertilisations effectuées n'ont pas modifié défavorablement ces conditions.

Les résultats obtenus par la méthode éthologique d'extraction nous apparaissent représentatifs de la communauté lombricienne, tel qu'il a été démontré par Garceau (1987) sur des sites similaires. Cette méthode favorise les vers des formes épigées (vivant en surface) et anéciques (s'alimentant en surface) (Bouché 1972), ce qui est confirmé par nos résultats, puisque toutes les espèces récoltées appartiennent à ces groupes (tableaux 3 et 5). Les vers se déplaçant très peu horizontalement, il est peu probable qu'ils aient pu être contaminés ailleurs que sur les sites même où il y a eu traitements (Beyer et Krynitski 1989).

Contrairement aux résultats obtenus par Clements et Bale (1988) et aux conclusions de Edwards et Lofty (1977), nous notons une baisse marquée des abondances et des biomasses des vers de terre sur les terrains traités au chlorpyrifos (Fig. 1 et tableau 2). L'étude de Clements et Bale (1988) n'évalue cependant que les effets à court terme de cet insecticide (14 jours) et ne tient donc pas compte des effets sublétaux du chlorpyrifos sur la communauté lombricienne, telles que la baisse du succès reproductif (Lee 1985) ou les phénomènes de bioaccumulation (Beyer et Krynitsky 1989). L'étude de Clements et Bale (1988) souffre également d'erreurs de conception qui mettent en doute leurs conclusions. Ils n'utilisent en effet, que deux sites d'échantillonnage, et dans ces conditions il est impossible de séparer l'effet du chlorpyrifos de celui

des sites eux-mêmes. Nos résultats montrent des réductions d'abondance et de biomasse plus importantes que celles obtenues par Thompson (1971) sur *L. terrestris*. Cet auteur a utilisé le poids frais des vers de terre plutôt que le poids sec. La biomasse fraîche est cependant un mauvais indicateur, les fluctuations de la teneur en eau étant trop importantes.

L'impact négatif du chlorpyrifos sur l'abondance et la biomasse des espèces dominantes, particulièrement sur les espèces du genre *Aporrectodea*, implique une baisse significative du nombre d'agents décomposeurs importants et en conséquence une baisse de fertilité des terrains traités (Anderson *et al.* 1983; Edwards 1981). Les résultats obtenus dans cette étude laissent à penser que l'ensemble de la pédofaune qui dépend de l'activité des lombriciens sera également affecté.

Cette réduction implique également une baisse marquée de nourriture disponible aux merles d'Amérique. En effet, les formes épigées et anéciques qui ont été récoltées sont les seuls vers de terre accessibles aux oiseaux prédateurs vertébrés, les formes endogées étant concentrées dans les horizons minéraux du sol. Les résultats obtenus correspondent en conséquence à une quantification de la ressource alimentaire lombricienne de cette espèce avienne.

Les terrains traités de 1986 à 1989 ont une biomasse totale des vers de terre trois fois moins élevée que les terrains où seul des herbicides et des fertilisants ont été appliqués (Fig. 1). Les terrains traités en 1986-87 et qui n'ont pas reçu d'autres traitements insecticides depuis ce temps, montrent également des

biomasses réduites de moitié. Ceci indique que les populations lombriciennes n'ont récupéré que faiblement même après deux années.

Nos résultats confirment ceux obtenus par Edwards (1980) et Summers (1980) à l'effet que l'application d'herbicides n'a pas d'impact significatif sur les vers de terre. L'application de fertilisants riches en azote provoque cependant des augmentations significatives pour les vers du genre *Lumbricus* (Fig. 2 et tableau 5). Les conclusions contradictoires dans la littérature sur les effets des fertilisants (Lee 1985), pourraient être expliquées en partie par les différences de réactions à ces produits selon les espèces concernées. Nos résultats n'indiquent en effet pas d'augmentation significative pour le genre *Aporrectodea* contrairement à *E. rosea* et aux *Lumbricus* (Fig. 2 et tableau 5). L'application de fertilisants d'azote inorganique augmenteraient probablement la quantité de matière organique en décomposition (Potter et al. 1985), ce qui favoriserait les espèces se nourissant en surface comme les vers du genre *Lumbricus*.

Les vers de terre sont des indicateurs relativement fiables de la contamination des sols (Lee 1985). Les résultats obtenus dans cette étude indiquent que l'application de chlorpyrifos a un impact négatif sur la pédofaune et sur la ressource alimentaire des merles d'Amérique. L'impact des pesticides varie cependant selon le type de sol, les conditions climatiques et les espèces de vers présents (Lee 1985). Toute généralisation à des sites de conditions autres que celles couvertes par cette étude devrait être faite avec prudence. Les expériences réalisées en conditions naturelles ou semi-naturelles demeurent toutefois de loin

préférables aux tests réalisés en laboratoire par immersion ou sur milieu artificiel (Heimbach 1984).

Remerciements

L'auteur tient à remercier S. Tousignant pour son assistance technique et le Service de Biosystématique d'Agriculture Canada d'Ottawa pour la confirmation des identifications des vers de terre.

Références

Anderson, J.M., P. Ineson et S.A. Huish. 1983. Nitrogen and cation mobilization by soil fauna feeding on leaf litter and soil organic matter from deciduous woodlands. Soil Biol. Biochem. 15: 463-467.

Anderson, J.M., M.A. Leonard, P. Ineson et S.A. Huish. 1985. Faunal biomasse: a key component of a general model of nitrogen mineralization. Soil Biol. Biochem., 17: 735-737.

Begon, M., J.L. Harper et C.R. Townsend. 1986. Ecology: individuals, populations and communities. Sinauer Ass. Publ. Sunderland, Mass. 876 p.

Beyer, W.N. et A.J. Krynitski. 1989. Long-term persistence of dieldrin, DDT and heptachlor epoxide in earthworms. Ambio 18: 271-273.

Bouché, M.B. 1972. Lombriciens de France: écologie et systématique.I.N.R.A., France. 661 p.

Bouché, M.B. 1977. Fauna in the grassland system: role of earthworms. In Orientations and means: presentation of some research projects. I.N.R.A., France: 21-23.

Bouché, M.B. 1981. Contribution des lombriciens aux migrations d'éléments dans les sols tempérés. Colloques internationaux du C.N.R.S., 303: 145-153.

Bouché, M.B. 1984. Les vers de terre. La Recherche 15: 796-804.

Bouché, M.B. et R.H. Gardner. 1984. Earthworm functions. VIII- Population estimation techniques. Rev. Ecol. Biol. Sol. 21: 37-63.

Brown, A.W.A. 1978. Ecology of pesticides. John Wiley and sons, New York.

Cockfield, S.D. et D.A. Potter. 1983. Short-term effects of insecticidal applications on predaceaous arthropods and oribatid mites in Kentucky bluegrass turf. Environ. Entomol. 12: 1260-1264.

Clements, R.O. et J.S. Bale. 1988. The short-term effects on birds and mammals of the use of chlorpyrifos to control leatherjackets in grassland. Ann. appl. Biol. 112: 41-47.

Edwards, C.A. 1980. Interactions between agricultural practice and earthworms. Proc. VII
Int. Congr. Soil Zool., Syracuse. New York: 3-13.

Edwards, C.A. 1981. Earthworms, soil fertility and plant growth. In M. Appelhof (éd.) Workshop on the role of earthworms in the stabilization of organic residues. Beech Leaf Press, Michigan: 61-65.

Edwards, C.A. et J.R. Lofty. 1977. Biology of earthworms. Chapman et Hall, London, 333p.

Edwards, C.A. et J.R. Lofty. 1982. Nitrogenous fertilizers and earthworm populations in agricultural soils. Soil Biol. Biochem. 14: 515-521.

Edwards, C.A. et A.R. Thompson. 1973. Pesticides and the soil fauna. Residue Rev. 45: 1-79.

Garceau, C. 1987. Contribution à l'étude des lombriciens en plantations de feuillus. Mémoire M.Sc. Biologie, Université du Québec à Montréal. 68 p.

Garceau, C., D. Coderre et S. Popovich. 1988. Impact du labour-hersage sur la communauté lombricienne en plantation récente de feuillus. Can. J. Zool. 66: 1777-1782.

Godfrey, E.W. 1986. Les oiseaux du Canada. Musées nationaux du Canada. Ottawa. 650 p.

Hayes, M.H.B. 1983. Darwin's vegetable mould and some modern concepts of humus structure and soil aggregation. In J.E. Satchell (éd.). Earthworm ecology - from Darwin to vermiculture. Chapman and Hall, Londres : 19-34.

Heimbach, F. 1984. Correlations between three methods for dtermining the toxicity of chemicals to earthworms. Pestic. Sci. 15: 605-611.

Hopkins, A.R. et V.M. Kirk. 1957. Effects of several insecticides on the english red worm. J. Econ. Entomol. 50: 699-700.

Johson, E.V. 1969. Robin-pesticide ecology on a commercial fruit farm. Ph. D. dissertation, Ithaca N.Y. Cornell University. 96 p.

Kirkham, M.B. 1981. Earthworms and soil physical conditions: Darwin to the present and future research needs. In M. Appelhof (éd.) Workshop on the role of earthworms in the stabilization of organic residues. Beech Leaf Press, Michigan: 86-115..

Lavelle, P. 1983. The structure of earthworm communities. In J.E. Satchell (éd.). Earthworm ecology - from Darwin to vermiculture. Chapman and Hall, Londres : 449-466.

Lee, K.E. 1985. Earthworms: their ecology and relationships with soils and land use. Academic Press, Sydney, 441p.

Legg, D.C. 1969. Comparison of various worm-killing chemicals. J. Sports Turf Res. Inst. 44: 47-48.

MacDonald, D.W. 1983. Predation on earthworms by terrestrial vertebrates. In Earthworm ecology. J.E. Satchell, ed.) pp. 393-414. Chapman & Hall, London.

Martin, N.A. 1976. Effect of four insecticides on the pasture ecosystem. N.Z. J. Ecol. 1: 175-176.

Pizl, V. 1988. Interactions between earthworms and herbicides. 1. Toxicity of some herbicides to earthworms in laboratory tests. Pedobiologia 32: 227-232.

Potter, D.A., B.L. Bridges et F.C. Gordon. 1985. Effect of N fertilization on earthworm and microarthropod population in Kentucky bluegrass turf. Agron. J. 77: 367-372.

Powlesland, R.G. 1980. Food storing behavior of the South Island New Zealand robin. Mauri Ora 8: 11-20.

Reynolds, J.W. 1976. Catalogue et clé d'identification de lombricidés du Québec. Nat. Can. 103: 21-27.

Reynolds, J.W. 1977. The earthworms of Ontario. R.O.M., Ontario, 141 p.

Ruppel, R.F. et C.W. Laughlin. 1976. Toxicity of some soil pesticides to earthworms. J. Kans. Entomol. Soc. 50: 113-118.

Satchell, J.E. et K. Martin. 1984. Phosphate activity in earthhworm faeces. Soil Biol. Biochem. 16: 191-194.

Scherrer, B. 1984. La biostatistique. Gaetan Morin ed., 850 p.

Shires, S.W. 1985. A comparrison of the effects of cypermethrin, parathion-methyl and DDT on cereal aphids, predatory beetles, earthworms and litter decomposition in spring wheat. Crop Protection 4: 177-193.

Standen, V. 1984. Production and diversity of enchaetrid, erthworms and plant in fertilized hay meadow plots. J. appl. Ecol. 21: 293-312.

Stenersen, J. 1979. Action of pesticides on earthworms. Pestic. Sci. 10: 66-74.

Stout, J.D. 1983. Organic matter turnover by earthworms.In J.E. Satchell (éd.). Earthworm ecology - from Darwin to vermiculture. Chapman and Hall, Londres : 35-48.

Streu, , H.T. 1973. The turfgrass ecosystem: impact of pesticides. Bull. Entomol. Soc. Am. 19: 89-91.

Summers, L.A. 1980. The bipyridinium herbicides. Academic Press, London.

Swihart, R.K et S.G. Johson. 1986. Foraging decisions of american Robins: somatic and reproductive trade-off. Behav. Ecol. 19: 275-282.

Thompson, A.R. 1971. Effects of nine insecticides on the numbers and biomass of earthworms in pasture. Bull. Environ. Contamination Tox. 5: 577-586.

Willwright, N.T. 1986. The diet of american Robins: an analysis of U.S. biological survey records. Auk 103: 710-725.

Zachariae, G. et K.H. Ebert. 1970. Gefaehrdet chemische Schaedlings bekaempfung im Forst die Regenwurmer ? Pedobiologia 10: 407-433.